Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences des écosystèmes et des océans | Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique
Région du Pacifique | Réponse des Sciences 2017/006

EXAMEN TECHNIQUE DU RAPPORT DE L'ÉTUDE D'IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT DU DÉVERSEMENT D'HYDROCARBURES DU NAVIRE À MOTEUR *MARATHASSA*

Contexte

Le 8 avril 2015, environ 2 800 litres de mazout intermédiaire (soute C) ont été rejetés dans la baie English par le navire à moteur *Marathassa*, puis ce déversement s'est propagé dans des zones de l'arrière-port de Vancouver, l'ensemble de ces zones constituant une partie du bras de mer Burrard, en Colombie-Britannique. La Garde côtière canadienne (GCC) a immédiatement lancé une opération de récupération et de nettoyage sur l'eau, qui a duré 16 jours. Un barrage flottant a été déployé autour du navire polluant tôt le matin du 9 avril, on a procédé à l'écrémage du pétrole le 12 avril et le nettoyage du rivage s'est poursuivi jusqu'au 23 avril 2015.

Une fois les activités d'intervention initiale terminées, on a mis sur pied un bureau de gestion de projet (BGP) afin de maintenir la relation de collaboration établie avec les parties qui avaient pris part au commandement unifié. Les objectifs du BGP étaient de superviser le partage continu de l'information; de coordonner la réalisation d'activités de projet spécifiques; et de favoriser une relation à long terme dans le cadre des activités d'intervention entre les parties. En plus de la GCC, le bureau de gestion de projet est composé de partenaires d'Environnement et Changement climatique Canada, de Pêches et Océans Canada, de Transports Canada, du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, de la Première Nation Tsleil-Waututh, de la Première Nation Squamish, de la ville de Vancouver, de la ville de Vancouver-Nord et de la ville et du district de West Vancouver.

La GCC a demandé à la Marathassa Shipping Corporation (le « pollueur ») d'effectuer une étude d'impact sur l'environnement (EIE) liée au déversement. Une EIE a été préparée par Hemmera Envirochem Inc., puis transmise à la GCC par la Marathassa Shipping Corporation le 18 septembre 2015. L'objectif de l'EIE était « d'évaluer les effets environnementaux potentiels du déversement de pétrole du M/V *Marathassa* et de déterminer s'il existe des effets environnementaux résiduels qui doivent être gérés en plus des efforts de nettoyage du déversement d'hydrocarbures et des processus d'atténuation naturelle » (Hemmera Envirochem Inc. 2015).

Pour déterminer la distribution du pétrole, l'étendue de l'exposition et l'efficacité des efforts de nettoyage, les efforts de surveillance après le déversement ont été menés sous la forme de survols, d'évaluations des rives et de relevés par bateau. Pour détecter les éventuels effets écologiques du déversement d'hydrocarbures, on a procédé à un échantillonnage environnemental afin d'étudier les composantes intermédiaires (CI) et les composantes valorisées biologiques (CV). En ce qui concerne plus précisément le poisson et l'habitat du poisson, les efforts de surveillance à la suite du déversement, les observations connexes et les conclusions formulées dans l'EIE sont tirés des éléments suivants :

- les relevés aériens;

Canada

- les relevés obtenus à l'aide de la technique d'évaluation pour la restauration des rives (TERR) et du plancher océanique par dragage d'absorbants;
- la collecte et l'échantillonnage du produit dégradé (c.-à-d. des boules de goudron);
- la collecte et l'échantillonnage d'eau, de sédiments intertidaux et d'embryons d'éperlan;
- la collecte et l'échantillonnage de tissus de moules, de crabes, de plies et de grosses crevettes;
- des relevés de l'habitat intertidal;
- de l'information sur les mammifères marins.

Pour continuer l'amélioration des éléments d'une intervention après l'incident, la GCC a demandé à la Direction des sciences de Pêches et Océans Canada (MPO) d'examiner le document intitulé « *Étude d'impact sur l'environnement du déversement d'hydrocarbures du navire à moteur Marathassa* » et de lui fournir un avis sur le caractère adéquat des efforts de surveillance et d'échantillonnage entrepris, la pertinence de la corroboration des affirmations et conclusions et les recommandations visant de futures évaluations.

Cette étude se concentre sur les composantes de l'EIE relevant du domaine de compétence et de l'expertise du MPO (région du Pacifique), à savoir les aspects liés au poisson et à l'habitat du poisson, à l'écologie des espèces et à la conception d'un relevé écologique. Il est à noter que les renseignements qui sortent du cadre de la présente réponse des Sciences sont liés au devenir, à l'analyse, à la détection et à la toxicité des contaminants, aux effets potentiels de l'exposition humaine et aviaire à la contamination et au but, à la sélection ou à l'applicabilité des critères de variable d'effet. Même si la présente réponse des Sciences (RS) du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) devait relever l'insuffisance d'informations et les incertitudes et formuler des recommandations, elle ne recommande pas d'entreprendre une nouvelle évaluation d'impact liée à cet incident. L'avis découlant de cette évaluation orientera plutôt la GCC et d'autres organismes pour élaborer de futurs programmes de surveillance et évaluations d'impact post-déversement.

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences d'octobre 2016 sur l'Examen technique du rapport de l'étude d'impact sur l'environnement du déversement d'hydrocarbures du navire à moteur *Marathassa*.

Analyse et réponse

Objectifs

Les principaux objectifs de cette réponse des Sciences sont de fournir des commentaires techniques et des avis sur les renseignements contenus dans les sections et sous-sections pertinentes de l'étude d'impact sur l'environnement du déversement de pétrole du navire à moteur *Marathassa*, qui a été préparée par Hemmera Envirochem Inc. pour la Marathassa Shipping Corporation, à la demande de la Garde côtière canadienne.

En vue d'améliorer les évaluations d'impact des programmes de surveillance post-déversement, cette réponse des Sciences traitera des objectifs ci-après liés au poisson et à l'habitat du poisson, à la biologie et à l'écologie des espèces, à la conception des relevés écologiques et à l'information sur les efforts de surveillance post-déversement :

1. Évaluer le caractère adéquat des efforts de surveillance et d'échantillonnage entrepris pour caractériser les effets potentiels sur le poisson et l'habitat du poisson.
2. Évaluer le caractère adéquat de l'approche employée par la partie responsable (pollueur) pour déterminer si la zone d'évaluation est la zone la plus touchée.
3. Évaluer si les énoncés et conclusions formulés dans l'EIE sont bien corroborés.
4. Relever les principales incertitudes et insuffisances d'informations qui n'ont pas été traitées, et décrire les conséquences de ces incertitudes, dans la mesure du possible.
5. Fournir des recommandations pour orienter l'élaboration de futures évaluations d'impact d'un déversement de pétrole.

Sections examinées pour l'étude d'impact sur l'environnement

Les sections suivantes de Hemmera Envirochem Inc. (2015) ont été examinées pour la formulation de la présente réponse :

Section	Titre
	Sommaire
Section 3	Contexte environnemental et géographique
Section 6	Caractérisation de l'étendue et de l'exposition du
Section 7	Méthodes d'évaluation des effets
Section 8	Évaluation des effets biophysiques
Section 11	Conclusions et recommandations
Annexe B	Collecte de données et données brutes
Annexe D	Rapport sommaire de l'étude sur le terrain
Annexe E	Technique d'évaluation pour la restauration des rives

Sauf indication contraire, toutes les observations et les dates de collecte mentionnées dans le présent document portent sur l'année 2015 et toutes les références aux sections, aux tableaux et aux figures correspondent à celles indiquées dans l'EIE.

Relevés aériens

L'EIE indique que les relevés aériens (survols) effectués par le Programme national de surveillance aérienne (PNSA) ont recueilli six séries d'observations prises pendant les périodes du matin et de l'après-midi sur trois jours (figure 9). Chaque ensemble d'observations était fondé à la fois sur les observations à l'œil nu à une altitude de 1 000 à 1 500 pieds et sur l'utilisation de la technologie de télédétection à une altitude de 5 000 à 10 000 pieds. Il n'y a pas suffisamment de renseignements dans l'EIE pour caractériser ou évaluer l'efficacité de détection des relevés aériens. On n'a pas précisé, par exemple, le type de technologie de télédétection qui a été utilisée, ni les renseignements sur les profils de vol et les conditions environnementales (comme la couverture et la hauteur des nuages, l'état de la mer et l'éblouissement par le soleil).

Relevés liés à la technique d'évaluation pour la restauration des rives (TERR)

Les relevés effectués à l'aide des techniques d'évaluation pour la restauration des rives (TERR) ont été entrepris pour recueillir et consigner les observations macroscopiques du mazout, pour diriger les efforts de nettoyage et pour étayer les plans d'échantillonnage. La section 8.3.6 indique que « *la longueur du rivage qui a subi un certain niveau de mazoutage dans la zone d'évaluation était de 14,5 kilomètres, soit 17 % du littoral de la zone d'évaluation. De ce nombre, seulement 0,2 kilomètre (0,4 %) a été classé par l'équipe chargée du relevé des TERR comme ayant subi un "mazoutage léger". Le reste est "très léger" (3,3 km, 3,8 %) ou "trace de mazout" (11 km, 12,8 %).* » Il n'y a pas assez de renseignements dans l'EIE pour caractériser ou évaluer l'efficacité de détection des relevés effectués au moyen des TERR en ce qui concerne la quantification du rivage ayant pu être touché, étant donné les incertitudes associées aux contraintes des relevés effectués au moyen des TERR figurant à l'annexe E.

Zone d'évaluation

Des renseignements supplémentaires sur la zone d'évaluation auraient été utiles, notamment pour relier les renseignements à l'application de modèles d'échantillonnage des composantes écologiques surveillées. La seule carte qui indique clairement l'emplacement du M/V *Marathassa* pendant le déversement d'hydrocarbures se trouve à l'annexe B (la figure 1 du rapport de mortalité des embryons d'éperlan argenté). Cependant, la carte est relativement de mauvaise qualité, et la source d'information utilisée pour la préparer ou pour préparer ce qu'elle représente précisément, n'est pas évidente. Il aurait été enrichissant d'avoir une carte bathymétrique de la région pour se rapporter aux CV et aux CI, à leur répartition spatiale et aux associations écologiques, ainsi que des sites des relevés et des efforts d'échantillonnage.

Boules de goudron et autres produits pétroliers altérés

Pour ce qui est des relevés effectués au moyen des TERR et des efforts de nettoyage, la section 6.5 (« Boules de goudron et taches de surface ») indique qu'on a procédé à l'analyse chimique d'une boule de goudron recueillie pendant les efforts de nettoyage de la plage Second afin de comparer son taux d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) avec celui du pétrole déversé par le M/V *Marathassa*. La section 6.9.6 (« Produits pétroliers altérés ») décrit la collecte des produits pétroliers altérés (ce qui comprend les boules de goudron) dans 14 sites illustrés à la figure 20, et la sélection d'un seul échantillon sur un site situé au sud de la plage Second pour une analyse des HAP. On ne sait pas si ces sections constituent une redondance éditoriale ou des efforts de collecte différents. En outre, la collecte continue de produits altérés après les dates d'approbation de l'équipe responsable des TERR laisse entendre que des signes de mazoutage étaient encore présents après que la zone a été jugée « propre ». L'EIE ne mentionne pas l'écart entre la collecte de produits et les dates d'approbation de l'équipe responsable des TERR en ce qui concerne les hypothèses, les incertitudes ou les limites pour les efforts de nettoyage; des renseignements supplémentaires auraient été bénéfiques afin de clarifier ces points.

Relevés du plancher océanique par dragage d'absorbants

On a effectué des relevés du plancher océanique pour rechercher des traces d'hydrocarbures sous l'eau dans cinq sites en tout sur deux jours en faisant glisser des tapis absorbants sur le fonds marin, puis en les remontant à la surface pour les inspecter afin de déceler des signes de pétrole (figure 14). Il n'y a pas assez de renseignements dans l'EIE pour caractériser ou évaluer

l'efficacité de détection des relevés effectués à l'aide de ces tapis absorbants. C'est une pratique courante que de décrire l'échantillonnage des fonds marins en fonction des dimensions et de la masse de l'équipement, de la profondeur, du type de substrat du fond, de la longueur du câble et de la vitesse dans le cadre de l'échantillonnage, mais ces renseignements n'ont pas été mentionnés dans l'EIE. Chacune de ces variables peut avoir une incidence sur l'efficacité de l'échantillonnage du fond marin et sur la détectabilité potentielle du pétrole. Il aurait également été utile que le rapport comprenne des renseignements sur les critères de sélection des sites, les distances d'échantillonnage et les raisons pour lesquelles aucun échantillonnage du fond marin n'a été effectué dans les zones catégorisées comme « mazoutage léger » (p. ex., à l'est du pont Lions Gate). De plus, l'incertitude associée aux méthodes de dragage d'absorbants des fonds marins et aux observations des zones « sans pétrole » à aucun des sites d'échantillonnage n'a pas été abordée.

Échantillonnage de l'eau de surface

Des analyses des HAP ont été effectuées sur des échantillons d'eau prélevés à six ou sept sites d'eaux intertidales ou d'eaux de la zone littorale dans la baie English et le bras de mer Burrard, à l'exception de l'arrière-port de Vancouver (figure 16). Les échantillons ont été recueillis selon deux protocoles d'échantillonnage : sur le côté d'un bateau ou à la pêche à gué depuis la rive. On a signalé un total de 13 échantillons d'eau prélevés et analysés chimiquement à partir de quatre dates de collecte. Un des échantillons prélevés par pêche à gué le 11 mai a été divisé pour créer des répétitions, mais étant donné qu'une répétition créée par division n'est pas considérée comme une véritable répétition, le nombre total d'échantillons d'eau prélevés est de 12 et non de 13. Des échantillonnages répétés au fil du temps auraient été menés sur trois sites. Un site a été échantillonné selon les deux protocoles plusieurs jours et deux sites ont été échantillonnés trois jours différents selon le protocole de pêche à gué seulement. Aucun échantillon en double par site et date n'a été effectué. Les efforts d'échantillonnage et les résultats présentés dans l'EIE étaient généralement difficiles à interpréter en raison des incohérences dans les rapports pour les deux protocoles d'échantillonnage (c.-à-d. les tableaux 14 et 15 et l'annexe B dans le rapport Teranis Ltd.). La figure 16 indique six sites d'échantillonnage d'eau, mais elle n'a pas de note pour le site de la plage Ambleside (indiqué dans le tableau 15), de sorte qu'il n'est pas clair si la plage d'Ambleside et celle de John Lawson étaient considérées comme un ou deux sites (par conséquent, on ignore si six ou sept sites ont été échantillonnés).

Une taille d'échantillon de 1 par événement de collecte ne fournit aucune information sur la variabilité possible dans un site. Si des résidus d'hydrocarbures sont répartis de manière éparse dans l'eau, la taille des échantillons devrait être suffisante pour représenter la variabilité dans l'espace (à l'intérieur des sites et entre ceux-ci) et dans le temps (dates d'échantillonnage). Étant donné que le milieu marin est très dynamique, il est recommandé d'effectuer des efforts d'échantillonnage cohérents et rigoureux sur chacun des sites et entre ceux-ci.

Les hypothèses formulées en association avec la collecte d'échantillons, l'interprétation des résultats des échantillons d'eau et l'incertitude liée au fait de baser ces conclusions sur un nombre limité d'échantillons pour représenter la zone d'évaluation n'ont pas été adéquatement décrites dans l'EIE. Par exemple, il est difficile de comprendre pourquoi aucun des sites d'échantillonnage n'était situé dans la partie intérieure du port de Vancouver. En outre, il aurait été avantageux de discuter des effets possibles des facteurs propres à chaque site, tels que l'exposition au courant, le mouvement des marées et la circulation de l'eau. À titre de conclusion, la section 11 indique que « *la majorité des échantillons d'eau prélevés peu après le*

déversement d'hydrocarbures n'ont pas permis de constater la présence de niveaux détectables d'HAP. On a détecté des niveaux élevés de naphtalène et quelques autres types d'HAP dans une minorité d'échantillons prélevés près des plages de West Vancouver le 1er mai 2015, mais compte tenu de la durée, il est peu probable que la source en soit le M/V Marathassa. *La qualité de l'eau était revenue à son état initial ou en dessous des limites de détection à tous les endroits où des échantillons ont été prélevés 33 jours après le déversement.* » Toutefois, seulement deux sites (et deux échantillons d'eau) ont été échantillonnés 33 jours après le déversement, ce qui est une taille d'échantillon insuffisante pour représenter adéquatement la zone d'évaluation ou pour appuyer l'énoncé ci-dessus.

Échantillonnage des sédiments intertidaux

Des analyses d'HAP ont été effectuées sur des échantillons de sédiments intertidaux provenant de onze sites différents selon leur orientation et leur proximité par rapport au site de déversement d'hydrocarbures (figure 17). La collecte d'échantillons a eu lieu au cours de deux périodes, d'une durée de 7 et 8 jours, avec deux sites échantillonnés durant les deux périodes. Le nombre de répétitions individuelles analysées par site et par période (en jours), variait de 1 à 7. Tous les échantillons ont été examinés pour déterminer le type de sédiments, la taille du grain et les signes visuels ou olfactifs de contamination par des hydrocarbures. On a utilisé un protocole d'échantillonnage par grille standard pour tous les sites, sauf un (la plage Jericho). La justification apportée pour l'écart dans la conception de l'échantillonnage à la plage Jericho était « *en raison de la grande taille de la plage et du fait qu'aucune coloration d'hydrocarbures n'a été repérée (pendant les relevés effectués au moyen des TERR)* ». Cependant, les échantillons de sédiments prélevés à la plage Jericho ont été omis des analyses des HAP (c.-à-d. qu'ils ne figurent pas dans le tableau 12), ce qui porte à confusion : l'EIE décrit la méthode d'échantillonnage modifiée associée à ce site, laissant entendre que les échantillons recueillis au moyen de cette méthode auraient été analysés de la même façon que les autres échantillons.

Les descriptions et les justifications des plans d'échantillonnage et de la variabilité des intensités d'échantillonnage auraient été utiles. Par exemple, on ne connaît pas l'espacement vertical des grilles, ni la justification de la variation de l'espacement horizontal, et on ne sait pas si, pourquoi ou comment le sous-échantillonnage a été effectué. D'autres renseignements pertinents supplémentaires auraient pu être fournis : les estimations de la superficie de chaque site pour déterminer l'intensité d'échantillonnage et les critères de sélection d'un sous-ensemble d'échantillons recueillis sur le terrain pour l'analyse de la composition.

Des niveaux élevés d'HAP ont été détectés dans certaines des répétitions des deux sites et des périodes de collecte qui affichaient la plus grande variabilité de la composition des sédiments et de la teneur totale en matières organiques (TOC; tableau 12, p. ex., n° 5 de Capilano et New Brighton). Chacune de ces collections d'échantillons était représentée par au moins 5 répétitions par date de collecte (tableaux 13), ce qui constitue une taille d'échantillon assez grande par rapport aux autres ensembles de résultats pour les sédiments..Les auteurs du rapport concluent que les diminutions d'HAP entre les périodes d'échantillonnage constatées dans les échantillons répétés de ces deux sites indiquent que les taux d'HAP ont diminué au fil du temps pour l'ensemble de l'environnement local à proximité du déversement.

L'incertitude associée aux contraintes de la conception et des résultats de l'échantillonnage n'a pas été correctement examinée. Étant donné que les hydrocarbures résiduels devraient présenter des répartitions éparses, la taille des échantillons et la couverture spatiale devraient être suffisantes pour représenter la variabilité des concentrations d'HAP par la composition des

sédiments, l'espace (à l'intérieur des sites et entre ceux-ci) et le temps (dates d'échantillonnage). En raison de la variabilité de la taille des échantillons et des effets de confusion possibles de la variabilité de la composition du substrat et d'autres caractéristiques du site (p. ex., talus et aspect) entre les échantillons, il n'est pas possible d'expliquer clairement la raison de la variabilité observée dans les concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques entre les sites et les périodes.

Pour aborder l'hétérogénéité d'échantillons à partir d'un site et pour permettre une comparaison statistique à l'intérieur des sites et entre ceux-ci, Environnement Canada (2010, 2012) a publié des lignes directrices pour l'échantillonnage des sédiments en association avec le suivi des effets, qu'il serait possible d'adapter aux interventions en cas de déversement d'hydrocarbures. Les plans d'échantillonnage stratifiés sont également recommandés pour tenir compte des variations des caractéristiques physiques d'un site, comme les différences dans la composition du substrat et les zones intertidales (Robinson *et al.* 1996).

Échantillonnage de moules, de crabes, de flets étoilés et de crevettes tachetées

On a procédé à des analyses d'HAP dans les tissus de moules (*Mytilus sp)* recueillis sur une semaine dans 10 sites dont la proximité et l'orientation par rapport au site de déversement d'hydrocarbures varient (du parc Whytecliff à l'intérieur du bras de mer Burrard). Pour chacun de ces 10 sites, on a combiné des tissus mous de 40 à 60 moules (à peu près de taille moyenne semblable) pour préparer des échantillons de tissu composite en vue de l'analyse chimique. Les résultats ont montré une variabilité des concentrations d'HAP dans les sites et entre ceux-ci, les niveaux les plus élevés étant observés près des plages de New Brighton et de la baie English.

Les analyses d'HAP ont été effectuées dans l'hépatopancréas et les tissus musculaires de crabes recueillis sur trois jours dans trois sites dans la baie English, et dans un site près de Deep Cove (Cates Park), ce dernier étant considéré comme un site de référence. Pour chacun des sites de la baie English, on a analysé le tissu de 3 à 5 crabes dormeurs (*Metacarcinus magister)*. Pour le site de référence de Cates Park, un tourteau rouge (*Cancer productus*) a été recueilli et échantillonné. Il existe une divergence dans l'EIE en ce qui concerne le nombre de crabes dormeurs échantillonnés (c.-à-d. que la section 8.4.5.1 mentionne 12 crabes et que l'annexe B en rapporte 11). Les profondeurs auxquelles les casiers ont été placés ne sont pas indiquées dans l'EIE. Pour chaque site et date de casier, on a analysé des échantillons comparables de tissus musculaires et d'hépatopancréas provenant des mêmes crabes pour mesurer les niveaux d'HAP. Les résultats ont montré une variabilité considérable des concentrations d'HAP entre les types de tissus des différents crabes, et entre les crabes à l'intérieur des sites et entre ceux-ci; des variations particulièrement importantes des concentrations d'HAP ont été détectées dans les tissus d'hépatopancréas.

On a procédé à des analyses des HAP dans les tissus musculaires de flets étoilés (*Platichthys stellatus*) prélevés sur trois jours, dans deux sites de la baie English. On a analysé des échantillons composites (chacun de trois poissons) d'un site;pour l'autre site, on n'a pas utilisé d'échantillon composite, mais deux échantillons de tissus musculaires provenant de deux poissons. La longueur des poissons était indiquée et variait de 96 à 231 mm. Le sexe des poissons n'était pas précisé. Les résultats ont montré une certaine variabilité des concentrations d'HAP dans les sites et entre ceux-ci. Aucun site de référence n'avait été établi pour le protocole d'échantillonnage des flets étoilés.

Des analyses d'HAP ont été réalisées sur les tissus musculaires de la tête et de la queue de crevettes tachetées (*Pandulus platyceros*) prélevées sur deux jours, dans deux sites de la zone d'évaluation, et dans un site proche du parc Whytecliff, désigné comme site de référence. Le nombre d'échantillons composites préparés pour chaque type de tissu variaient en fonction du site (c.-à-d. que les trois échantillons composites ont été préparés pour chacun des sites d'évaluation et que deux échantillons composites ont été préparés pour le site de référence). Il était indiqué que chaque échantillon composite du tissu musculaire ou de la tête était représenté par 15 à 20 crevettes provenant du même casier, mais le nombre exact de crevettes par échantillon composite n'était pas mentionné. L'EIE indique que les crevettes étaient de tailles diverses, mais que l'on a privilégié les plus grosses crevettes plutôt que les plus petites. Le sexe et la longueur des crevettes dans les échantillons n'étaient pas mentionnés. Les résultats ont montré une certaine variabilité de la concentration d'HAP entre les échantillons de tête et de queue entre les groupes de casiers comparables. Un manque d'uniformité dans la méthode utilisée en laboratoire pour analyser la composition chimique des tissus de crevette par rapport à celle utilisée pour analyser les tissus des autres espèces a été signalé; il semble avoir partiellement compromis la comparabilité entre les ensembles de résultats.

La section 11 indique que « *l'échantillonnage des tissus biologiques a fourni des preuves de l'absorption d'HAP dans les moules de la zone intertidale et les crabes dormeurs provenant de la zone d'étude. Toutefois, à l'aide des renseignements fournis, il était difficile de déterminer si les concentrations mesurées étaient le résultat du déversement de pétrole du M/V* Marathassa. *D'autres apports anthropiques à long terme sont présents à l'échelle locale, des données de référence directement comparables n'étaient pas facilement accessibles dans de nombreux cas, et l'échantillonnage de suivi n'a pas été effectué environ deux semaines après le déversement, pour faire le suivi des changements au fil du temps. Sans cette information, il était difficile de différencier les apports ponctuels provenant du déversement des autres apports chroniques et des sources secondaires d'HAP et de contaminants apparentés dans le port de Vancouver.* » Cette conclusion montre bien que, dans l'ensemble, les efforts d'échantillonnage étaient insuffisants pour caractériser la variabilité entre les échantillons et les sites et pour suivre les changements possibles au fil du temps afin de les relier aux effets possibles de déversement de mazout.

Lorsque l'on échantillonne une population dans laquelle la variabilité des paramètres d'intérêt peut être influencée par de nombreux facteurs, il faut accroître la taille des échantillons et appliquer des protocoles plus rigoureux de contrôle des effets non pertinents afin de pouvoir caractériser efficacement l'ampleur et la variabilité des paramètres (p. ex. les niveaux d'HAP). Les méthodes d'échantillonnages non uniformes (comme la modification de l'unité d'observation de base – c.-à-d. créer des échantillons composites pour certains sites, mais pas pour d'autres) sont particulièrement problématiques, car elles limitent la variabilité des unités d'échantillonnage, les rendant impossibles à comparer. De plus, cette incertitude doit être clairement indiquée, tout comme l'était l'incertitude due à l'échantillonnage de deux différentes espèces de crabe.

Conformément aux recommandations des documents d'orientation sur le suivi des effets environnementaux d'Environnement Canada (2010, 2012), les protocoles d'échantillonnage doivent inclure les exigences d'échantillonnage détaillées, comme la taille minimale des échantillons et les mesures morphométriques à prendre avant la mise en œuvre. Environnement Canada (2010) signale que l'utilisation d'un seul échantillon composite a été éliminée de ses protocoles de traçage des produits chimiques afin de fournir une meilleure base statistique pour l'évaluation des données et la prise de décisions. Environnement Canada (2010) indique que l'échantillonnage doit comprendre plusieurs échantillons individuels ou plusieurs échantillons composites et donne des conseils sur l'utilisation d'analyses de puissance pour établir la taille des échantillons qui permettra de détecter les effets minimaux potentiels.

L'EIE ne justifie pas le choix de la moule, du crabe, de la crevette tachetée et du flet étoilé pour la collecte d'échantillons par rapport aux autres espèces présentes dans la zone. Une étude mensuelle de pêche à la senne de plage menée pendant une année complète sur trois sites dans la région de West Vancouver (MacDonald et Chang 1993) a identifié les espèces suivantes comme ayant la prévalence ou les densités de prises les plus élevées de mars à juin : le lançon du Pacifique (*Ammodytes hexapterus)*; les saumons kéta et quinnat juvéniles (*Oncorhynchus keta* et *O. tshawytscha*, respectivement); l'épinoche à trois épines (*Gasterosteus aculeatus)*; le carlottin anglais (*Parophrys vetulus)*; la limande tachetée (*Citharichthys stigmaeus*); la syngnathe à lignes grises (*Syngnathus leptorhyncus*) et plusieurs espèces de chabots (Scorpaeniformes). En ce qui a trait à l'acquisition de tailles d'échantillons et de témoins raisonnables, il pourrait être utile de considérer certaines de ces espèces comme des indicateurs de CV pour les futures EIE.

On conclut dans la section 11 que « *des effets mesurables et observables du déversement sur les populations de biote, y compris les invertébrés, les poissons, les oiseaux et les mammifères marins, sont jugés improbables.* ». Cette déclaration en elle-même est raisonnable, mais les raisons du manque d'observations et l'incertitude connexe associée aux effets potentiels n'ont pas été clairement traitées dans l'EIE. Il aurait été approprié de reconnaître la difficulté (ou l'impossibilité) de détecter une mortalité aiguë ou différée dans le milieu marin en raison de la nature cryptique de nombreuses espèces et de leurs interactions écologiques. De plus, on s'attendrait également à ce que les réactions comportementales, comme l'évitement après une irritation ou le changement des habitats d'alimentation résultant des impacts sur les espèces de proies, passent inaperçues.

Relevés d'embryons d'éperlan argenté

On a effectué des relevés d'embryons d'éperlan argenté (*Hypomesus pretiosus)* dans sept sites de la zone d'évaluation de la baie English et du bras de mer Burrard, et deux sites de référence à l'extérieur de cette zone « *afin de quantifier les effets potentiels du déversement d'hydrocarbures du M/V* Marathassa *sur les plages de reproduction de la zone d'évaluation; d'évaluer l'étendue géographique et la durée de la mortalité; et d'évaluer la toxicité des HAP et la température combinées sur les taux de mortalité et la probabilité du succès d'éclosion en fonction de l'état embryologique* ». Les méthodes d'études sur le terrain ont été décrites comme suivant les protocoles décrits dans Moulton et Pentilla (2001), y compris un protocole pour recueillir les embryons dans un échantillon de sable en vrac d'un transect de 35 mètres dans le tiers supérieur de la zone intertidale. Des analyses en laboratoire visant à catégoriser les embryons et à estimer la proportion des embryons morts et, sur la base des embryons vivants, à estimer les proportions des 9 stades de développement ont été décrites comme suivant les

méthodes de Middaugh *et al.* (1987). Les renseignements provenant de relevés similaires effectués en 2002 (Lee et Levings 2007) ont été inclus aux fins de comparaison.

Il y a un manque de renseignements sur l'intensité de l'échantillonnage et la variabilité des observations par transect ou par site. On ne sait pas combien de transects ont été effectués par site et par date, ni comment les sous-échantillons d'embryons ont été recueillis et regroupés pour calculer les moyennes. Des renseignements supplémentaires auraient pu permettre de mieux comprendre les biais possibles liés à la collecte des échantillons et les effets potentiels des diverses tailles d'échantillons, en particulier pour les petites tailles d'échantillons. Le nombre d'embryons recueillis par site et par période d'échantillonnage pour l'estimation de la mortalité et du développement embryonnaire variait considérablement (c.-à-d. de 0 à 601).

L'incertitude générée par les facteurs de confusion possibles associés à la mortalité et au développement des embryons n'a pas été correctement indiquée dans l'EIE. Étant donné que le printemps 2015 a été relativement chaud, le nombre d'embryons rencontrés à chaque date d'échantillonnage pourrait avoir été touché par une éclosion accélérée. Les incertitudes entourant l'hypothèse d'une période de 14 jours d'incubation n'ont pas été clairement discutées. D'autres variables (notamment les corrélats) de la qualité et de la température de l'eau devraient avoir des effets sur la mortalité des embryons d'éperlan argenté et sur leur développement. Voici des exemples de différences entre les sites qui auraient pu brouiller les résultats : l'aspect de la plage et l'exposition au soleil; les régimes de vent et de pluie; la proximité de sources de ruissellement d'eau douce et les types de substrats.

Les renseignements provenant des relevés d'éperlan argenté sont peu concluants, car

a) il existe de nombreux facteurs de confusion entre les sites sans témoin qui ne sont pas liés au déversement d'hydrocarbures, notamment les effets de la température locale,

b) on a utilisé beaucoup de petites tailles d'échantillons d'embryons représentant différents sites et différentes dates de prélèvement pour estimer la mortalité et les proportions des stades de développement,

c) les plages de valeurs des estimations de la mortalité sont étroites entre les sites et les dates (étant donné que le taux de mortalité des embryons était constamment très élevé dans tous les sites).

Relevés de l'habitat intertidal

L'EIE indique que « *l'habitat intertidal a été choisi comme composante valorisée en raison de son importance en tant qu'habitat du poisson pour différents stades biologiques propres à l'espèce. Il s'agit également de l'une des composantes écologiques directement touchées comme le carburant a été déposé sur la rive en raison des courants et de l'action des marées.* » Les relevés de l'habitat intertidal ont été réalisés environ trois mois après le déversement d'hydrocarbures afin de :

1. déterminer si le pétrole était visiblement présent;
2. caractériser l'habitat intertidal et la composition de la communauté;
3. évaluer si l'habitat intertidal semblait différer entre les sites où le mazoutage a été observé au cours des relevés effectués au moyen des TERR et un autre site dans le bras de mer Burrard où l'on n'avait pas observé d'hydrocarbures visible (désigné comme un site de référence).

Il était également précisé que les échantillons d'eau, de sédiments et de moules ont été recueillis lors des premières interventions à la suite du déversement, aux quatre sites où les relevés effectués au moyen des TERR ont permis d'observer du pétrole. L'EIE décrit l'application d'un protocole de relevé du MPO modifié (2004, Procédures d'évaluation environnementale d'estran marin) selon lequel, à l'intérieur de chaque quadrat, des observations étaient consignées pour décrire

1. le type de substrat et sa composition en pourcentage;
2. la végétation marine par groupe d'espèces et sa couverture en pourcentage;
3. la composition de la communauté d'invertébrés intertidaux macrobenthiques (afin de déterminer et de quantifier les animaux exposés);
4. la présence ou l'absence de pétrole visible macroscopiquement, et la catégorie de mazoutage.

Il existe d'importantes incertitudes et insuffisances d'informations concernant la conception de l'échantillonnage de l'habitat intertidal et les hypothèses connexes n'ont pas été indiquées. Par exemple, la subjectivité de la conception modifiée de l'échantillonnage par transect, en plaçant les transects « *où le substrat était approprié pour la colonisation d'invertébrés et d'algues* » et en n'appliquant pas d'approche systématique ou aléatoire dans la zone d'évaluation ou à l'intérieur des sites individuels aurait créé un certain biais dans les observations. La longueur du transect, l'espacement et la taille des quadrats n'ont pas été explicitement décrits dans l'EIE, mais une référence renvoie à MPO (2004); cela laisse entendre qu'une longueur des transects de 75 mètres avec un espacement d'au moins 25 mètres a pu être appliquée. Il est indiqué qu'en raison de contraintes d'échantillonnage comme les marées montantes, toutes les zones intertidales n'ont pas été échantillonnées pour tous les transects, ce qui risque de compromettre davantagela comparabilité des observations entre les sites (annexe D du rapport d'étude de l'impact sur l'environnement). Le talus, l'exposition aux marées et aux courants, la géographie, le fetch, la géologie et les signes d'altérations de l'habitat passé et actuel devraient contribuer à la variabilité de la présence observée de mazout à l'intérieur des sites et entre ceux-ci, quel que soit le volume réel de mazout à un site donné. Le type de substrat, un facteur du biote intertidal, était considérablement plus rocheux au site de « référence » de Brockton Point qu'il ne l'était aux anciens sites mazoutés ayant fait l'objet d'un relevé. Par conséquent, les conclusions tirées des comparaisons établies entre d'anciens sites mazoutés et le site de référence sont particulièrement discutables. Contrairement aux protocoles décrits dans MPO (2004), les conditions du site local n'ont pas été décrites pour expliquer la variabilité à l'intérieur des sites et entre ceux-ci. En outre, les méthodes utilisées pour agréger les observations de quadrats par site dans et entre les transects et les zones intertidales n'ont pas été décrites dans l'EIE. Par conséquent, on ne sait pas exactement ce que représentent vraiment les moyennes et les écarts-types indiqués.

Il est précisé à la section 11 que « *bien qu'il n'existe pas de données de référence solides pour mesurer les effets du déversement sur l'habitat intertidal, les sources de données indiquent qu'il y a probablement eu un effet très minime et de courte durée sur l'habitat intertidal.* » Toutefois, l'EIE ne traite pas adéquatement de l'incertitude associée aux contraintes de la conception de l'étude en ce qui a trait à sa capacité à détecter les effets possibles du déversement après trois mois, en se fondant sur les sites d'habitats sélectionnés, l'emplacement des transects et les méthodes d'observation des organismes dans les quadrats. Des renseignements sur les critères utilisés pour la sélection (ou l'omission) des sites auraient pu être utiles. On ne sait pas très bien si et comment l'information relative aux figures 1, 3 et 10 a été utilisée pour planifier la

conception des échantillonnages (par exemple, l'exclusion du site situé à l'est du pont Lions Gate, qui avait le taux de mazoutage « léger » le plus élevé lors des premiers relevés effectués au moyen des TERR en avril, n'est pas expliquée). Selon le rapport, les observations d'espèces (valeurs d'indicateurs) se situaient dans les plages de valeurs normales, en ce qui concerne les renseignements contenus dans les deux rapports d'experts-conseils. Cependant, aucune donnée comparable n'est présentée pour évaluer cette affirmation.

MPO (2004) définit des protocoles de relevé sur le terrain pour recueillir des renseignements sur l'habitat du poisson qui serviront à évaluer les effets possibles d'un projet de développement, notamment la justification de l'utilisation de méthodes de relevés normalisées répétées dans le temps et l'espace. De façon similaire, l'utilisation de méthodes normalisées faisant appel à des transects fixes ou des quadrats pour fournir des observations capables de détecter les changements au fil du temps à chaque site individuellement est également conseillée par Robinson *et al.* (1996) et Environnement Canada (2010, 2012). En plus d'une conception des échantillonnages procédant par stratificationpar zone intertidale, d'autres programmes de stratification auraient pu convenir compte tenu de la variabilité signalée du type de substrat, de la végétation marine et des espèces d'invertébrés macroscopiques dans les zones intertidales des différents sites.

Mammifères marins et espèces en péril

Les épaulards (*Orcinus orca*), la baleine grise (*Eschrichtius robustus*) et le phoque commun (*Phoca* vitulina) ont été désignés comme représentant les odontocètes, les mysticètes et les sous-composantes de mammifères marins pinnipèdes, respectivement, chacun ayant des caractéristiques biologiques et des préférences en matière de proies uniques. Dans la section intitulée « Caractérisation des effets résiduels et contexte », le rapport comporte des sous-sections visant à discuter de ces espèces en ce qui a trait aux effets observés et potentiels d'anciens déversements de pétrole. Les renseignements sur les mammifères marins donnés dans l'EIE sont basés sur des observations fortuites, des rapports d'observations historiques pour le bras de mer Burrard (1985-2015) et d'autres sources de renseignements existantes, comme des publications scientifiques, des évaluations environnementales précédentes et des documents à l'appui (p. ex., le déversement de pétrole de l'Exxon Valdez et le rejet accidentel d'hydrocarbures dans le terminal Kinder Morgan Westridge). L'EIE indique qu'aucun indicateur des effets potentiels de l'exposition au pétrole (comme le mazoutage visible, l'échouement sur la plage, le stress comportemental ou des effets visibles sur la santé) n'a été observé ou n'est prévu à la suite du déversement du M/V *Marathassa*.

D'importantes incertitudes et insuffisances d'informations auraient pu faire l'objet de discussions plus poussées sur les effets potentiels d'un déversement d'hydrocarbures et sur l'utilisation de l'habitat par les espèces de poissons marins dont la conservation est proccupante et par les mammifères marins dans la zone d'évaluation. Au cours des efforts de nettoyage et de surveillance déployés après le déversement, il semble qu'aucun relevé ou aucun effort d'échantillonnage n'ait été mené spécialement afin de recueillir de l'information sur les espèces de poissons, d'invertébrés ou de mammifères marins dont la conservation est préoccupante et qui sont mentionnées dans les sections 8.1 et 8.5.4. À l'exception des épaulards, aucune donnée sur le dénombrement et les lieux des observations n'est fournie sur le plan d'une possible exposition de mammifères marins au mazout du M/V *Marathassa*. Les auteurs du rapport reconnaissent que le phoque commun est le mammifère marin le plus abondant dans le bras de mer Burrard, et que les effets nocifs du déversement peuvent avoir eu une incidence sur certains d'entre eux, mais précisent que : « aucune colonie ou échouerie majeure ne se

trouve dans le bras de mer Burrard ». Cette affirmation peut être trompeuse, car les phoques communs ne se rassemblent pas en grandes colonies pour se reproduire (comme le font d'autres pinnipèdes); ils se reproduisent en petits groupes dispersés dans toute leur aire de répartition (MPO 2010, district régional de la capitale de Victoria 2016). Il est possible que de petits marsouins, tels que le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) et le marsouin de Dall (*Phocoenoides dalli)*, aient été exposés au mazout déversé, mais ils n'ont pas été observés parce qu'ils sont relativement petits, se tiennent généralement en petits groupes et, par conséquent, ne sont pas souvent détectés.

Salmonidés

L'EIE ne caractérise pas précisément l'utilisation de l'habitat par les salmonidés dans la zone d'évaluation. Dans la section 8.4.2.1 de l'EIE, on peut lire que « *la nature migratoire du saumon implique une présence saisonnière limitée et compte tenu du moment du déversement, au début du mois d'avril, il est probable que certains saumoneaux rouges du fleuve Fraser soient déjà dans le détroit de Georgie, mais on ignore quelle proportion se trouverait dans la zone de la baie English et dans le bras de mer Burrard. Certains saumoneaux kéta et quinnat peuvent également avoir utilisé la zone aux alentours du moment du déversement, mais la proportion est inconnue.* » De la même façon, il est aussi mentionné dans la section 8.4.6 que *« la nature migratoire des espèces comme le saumon supposent une présence saisonnière limitée avec moins de risques de chevauchement spatial et temporel avec un déversement ».* Cependant, contrairement à ce qui est rapporté dans l'EIE, il existe dans la littérature publiée une quantité considérable d'informations qui montrent que les saumons kéta et quinnat juvéniles sont les salmonidés les plus abondants dans les zones littorales du bras de mer Burrard, du début du printemps jusqu'à l'automne, et que les saumons coho, rouge, rose et arc-en-ciel (*Oncorhynchus kisutch, O. nerka, O. gorbuscha et O. mykiss, respectivement)* y sont également présents, mais en moins grand nombre (MacDonald et Chang 1993; Nato et Hwang 2000; Haggarty 2001). Les saumons kéta juvéniles sont les plus abondants dans les zones littorales du bras de mer en avril,au moment même où le déversement s'est produit. Ces saumons juvéniles auraient été particulièrement vulnérables à l'exposition au mazout, car ils vivent surtout dans les eaux de surface (c.-à-d. les 10 premiers centimètres, Haggarty 2001), où les interactions avec les hydrocarbures déversés auraient été les plus susceptibles de se produire. Par conséquent, il y a un potentiel considérable pour que les salmonidés aient été touchés par le déversement. En plus de ces tendances bien documentées dans les études sur le terrain, le Regional Mark Processing Centre (l'instance responsable des déclarations de remises à l'eau des alevins et des saumoneaux pour la mise en valeur du saumon dans l'ensemble de la région du Pacifique du Canada et des États-Unis) rapporte que plus d'un million de saumons juvéniles ont été relâchés des installations d'aménagement des stocks dans le bras de mer Burrard entre avril et mai 2015. La majorité de ces poissons seraient entrés dans l'océan à proximité du déversement. Les dates et le nombre de remises à l'eau par espèce pour chaque événement de remise à l'eau sont disponibles sur le site Web du Regional Mark Processing Centre. Le fait que l'EIE n'ait pas évalué de façon appropriée les impacts possibles du déversement sur les salmonidés à la lumière de ces renseignements démontre un manque de diligence raisonnable.

Conclusions

Efforts de surveillance et d'échantillonnage entrepris pour caractériser les effets potentiels sur le poisson et l'habitat du poisson.

- Les efforts d'échantillonnage et de surveillance entrepris étaient insuffisants pour caractériser les effets potentiels sur le poisson et son habitat.
- La justification fournie pour la sélection des sites et la couverture spatiale et temporelle n'était pas claire et manque d'uniformité entre les types de collectes d'échantillons dans la zone d'évaluation par rapport aux sites de référence.
- Il n'y a pas eu assez de mesures répétées dans le temps et l'espace pour représenter adéquatement la variabilité intrinsèque des échantillons et les changements potentiels dans le temps.
- Les conceptions des relevés d'éperlan argenté et de l'habitat intertidal n'ont pas abordé de manière adéquate les facteurs environnementaux susceptibles de créer de la confusion et n'ont fourni aucun lien direct entre les observations et les résultats communiqués, à l'exception de l'indication selon laquelle les relevés n'ont pas permis d'observer des hydrocarbures.
- Il y a eu un manque de discussion décrivant : la justification des conceptions des échantillonnages et les méthodes utilisées; les hypothèses, les contraintes d'échantillonnage, les facteurs de confusion; es incertitudes associées aux efforts de surveillance et aux observations.

Méthodes utilisées pour déterminer la zone d'évaluation comme étant la zone plus susceptible d'être touchée.

- Le rapport ne contient pas suffisamment d'informations sur les méthodes, les conceptions des relevés ou les contraintes des relevés pour évaluer correctement la pertinence des approches utilisées pour classer la zone d'évaluation comme étant la zone la plus susceptible d'être touchée par le déversement d'hydrocarbures.
- Des renseignements supplémentaires sur les méthodes et l'efficacité de détection des relevés aériens (et les méthodes de télédétection connexes), les relevés effectués au moyen des TERR et le dragage d'absorbants de fond auraient permis de mieux comprendre comment la zone d'évaluation a été délimitée. Il est recommandé d'inclure ces renseignements dans l'EIE d'un déversement d'hydrocarbures dans le milieu marin.
- Il n'y avait pas suffisamment d'information décrivant le milieu marin local pour le relier à la zone d'évaluation indiquée sur la figure 21; la sélection des VC et des CI ou à les modèles d'échantillonnage appliqués. Il est recommandé d'inclure des cartes bathymétriques dans l'EIE d'un déversement d'hydrocarbures dans le milieu marin pour faire les liens avec le poisson et l'habitat du poisson.

Déclarations et conclusions, incertitude et insuffisances d'informations

- L'EIE n'évalue pas suffisamment les effets potentiels du déversement d'hydrocarbures sur de nombreuses composantes écologiques marines, y compris, mais sans s'y limiter, les espèces étudiées dans le cadre de l'EIE. Cela est dû en grande partie à des conceptions inadéquates des échantillonnages et aux insuffisances d'informations associées à la surveillance des réactions possibles.

- L'EIE n'aborde pas les incertitudes associées aux conclusions tirées, en particulier les conclusions qui ont été fondées sur un nombre limité d'échantillons qui peuvent ne pas être suffisamment représentatifs de la zone touchée. En outre, il y a eu un manque de validation statistique et d'analyse des observations, y compris une caractérisation insuffisante de la variance des échantillons (p. ex. les échantillons de tissu, les relevés des embryons d'éperlan argenté, les relevés de l'habitat intertidal).
- L'EIE ne caractérise pas de manière exacte l'utilisation de l'habitat par les salmonidés dans la zone d'évaluation et, par conséquent, évalue mal les impacts possibles du déversement d'hydrocarbures sur ces derniers.
- De nombreuses insuffisances d'informations associées à l'EIE sont relevées dans la présente réponse des Sciences du MPO. En raison du laps de temps écoulé depuis le déversement, les occasions d'appliquer des conceptions d'échantillonnage plus efficaces ou de recueillir des renseignements supplémentaires afin de mieux comprendre les effets potentiels du déversement d'hydrocarbures du M/V *Marathassa* sont maintenant passées. Cependant, l'information découlant de cette réponse des Sciences peut servir à évaluer l'efficacité globale de l'EIE pour détecter et évaluer les effets potentiels du déversement d'hydrocarbures.

Recommandations pour orienter l'élaboration de futures évaluations d'impact d'un déversement de pétrole

- Afin de garantir l'efficacité et la rapidité des interventions lors de futurs déversements de pétrole, il est recommandé d'élaborer un cadre comportant des lignes directrices et des protocoles de planification et de mise en œuvre des EIE pour les incidents de déversement d'hydrocarbures en mer. Les éléments recommandés d'un tel cadre sont les suivants :
  - des descriptions claires des efforts d'échantillonnage requis afin d'évaluer adéquatement les impacts environnementaux, fondées sur des principes de conception d'échantillonnage établis;
  - des définitions claires des rôles et des responsabilités du pollueur pour ce qui est de la collecte exhaustive de renseignements représentatifs pour évaluer les effets potentiels;
  - l'alignement avec le cadre et les lignes directrices d'autres initiatives nationales, comme la planification d'intervention localisée dans le cadre du système de sécurité de classe mondiale pour les navires-citernes, la stratégie côtière et le Centre de recherche sur le pétrole, le gaz et autres sources d'énergie extracôtières (CRPGEE), en vue d'identifier systématiquement et complètement les composantes sensibles ou importantes sur le plan écologique et d'appliquer des méthodes appropriées pour caractériser les effets potentiels.
- Les renseignements relatifs aux EIE en cas de déversement d'hydrocarbures dans d'autres instances (à l'intérieur et à l'extérieur du Canada) pourraient s'avérer utiles dans l'élaboration des composantes d'un cadre d'intervention lors d'un déversement d'hydrocarbures, tels que ceux conçus pour la surveillance des impacts environnementaux des rejets d'effluents liés aux industries de pâtes et papiers et des mines au Canada. Il est également recommandé d'utiliser des documents publiés pour éclairer les choix des conceptions des relevés et pour interpréter les résultats.
- Il est recommandé d'élaborer des lignes directrices ou des normes sur la documentation des EIE et une structure de production de rapports afin d'améliorer la clarté et la compréhension des renseignements et des efforts déployés dans une EIE. Un format qui

donne des explications claires et uniformes des objectifs, des hypothèses, des méthodes, des résultats et des incertitudes pour chaque type de surveillance ou d'effort d'échantillonnage permettrait de réduire les redondances et d'améliorer la clarté. Il est recommandé de résumer les figures et les tableaux afin de donner un aperçu clair de tous les efforts d'échantillonnage réalisés et de fournir des renvois sur les méthodes d'échantillonnage, les sites, les dates et les résultats observés.

Collaborateurs

Collaborateur	Organisation
Linnea Flostrand	Auteure principale, Direction des sciences du MPO, Région du Pacifique
Mary Thiess	Auteure, Direction des sciences du MPO, Région du Pacifique
Dana Haggarty	Auteure, Direction des sciences du MPO, Région du Pacifique
Lesley MacDougall	Éditrice scientifique, Direction des sciences du MPO, Région du Pacifique
Eric Chiang	Examinateur, Programme de protection des pêches du MPO, Région du Pacifique
Tim McCann	Examinateur, MPO, Garde côtière canadienne, Tégion du Pacifique

Approuvé par

Carmel Lowe
Directeur régional
Direction des sciences, Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada

25 janvier 2017

Sources de renseignements

Capital Regional District (Victoria). 2016. Accès : What is a harbour seal?. [consulté le 25 janvier 2017].

Environnement Canada. 2010. Guide technique pour l'Étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) des pâtes et papiers (2010).

Environnement Canada. 2012. Guide technique pour l'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux.

Haggarty, D.R. 2001. An evaluation of fish habitat in Burrard Inlet, British Columbia. M.Sc. Thesis. University of British Columbia.

Hemmera Envirochem Inc. 2015. *M/V Marathassa* Fuel Spill Environmental Impact Assessment. File: 1814-001-02. September 2015.

Lee, C.G., Levings, C.D. 2007. The effects of temperature and desiccation on Surf Smelt (*Hypomesus pretiosus*) embryo development and hatching success: preliminary field and laboratory observations. Northwest Sci., 81(2): 166-171.

Macdonald, J.S., Chang, B.D. 1993. Seasonal use by fish of nearshore areas in urbanized coastal inte in southwestern British Columbia. Northwest Sci. 67: 63-77.

Middaugh, D.P., Hemmer, M.J., Penttila, D.E. 1987. Embryo ecology of Pacific surf smelt, *Hypomesus pretiosus*. Pac. Sci., 41: 1-4.

Moulton, L.L., Pentilla, D.E. 2001. Field manual for sampling forgae fish spawn in intertidal shore regions. Washington Department of Fish and Wildlife, March 2001.

MPO. 2004. Marine Foreshore Environmental Assessment Procedure.

MPO. 2010. Évaluation des populations de phoques communs du Pacifique (*Phoca vitulina richardsi*). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/011. [consulté le 26 janvier 2017].

Nato, B.G., Hwang, J. 2000. Timing and distribution of juvenile salmonids in Burrard Inlet, British Columbia: February to August 1992. Can. Data Rep.Fish. Aquat. Sci. 1069: 74.

Robinson, C.L.K., Hay, D.E., Booth, J. Truscott, J. 1996. Standard Methods for Sampling Resources and Habitats in Coastal Subtidal Regions of British Columbia: Part 2 – Review of Sampling with Preliminary Recommendations. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2119. xii + 119 p.

Le présent rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

Téléphone : (250) 756-7208
Courriel: csap@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet: www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3815
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2017

La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2017. Examen technique du rapport de l'étude d'impact sur l'environnement du déversement d'hydrocarbures du navire à moteur *Marathassa*. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/006.

Also available in English:

DFO. 2017. Technical review of the M/V Marathassa fuel spill environmental impact assessment report. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2017/006.